

CULTIVO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS FLUTUANTES LIVRES EM WETLANDS CONSTRUÍDAS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES DE VIVEIROS DE PISCICULTURA

Augusto César Cavalcanti Gomes¹, Carlos Maciel Santana da Silva², Jacqueline Nascimento Sousa³, Paula Tereza de Souza e Silva³, Alineurea Florentino Silva³ e Maria Carolina Tonizza Pereira^{1,*}

¹Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF)

²Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sertão Pernambucano (IF Sertão-PE)

³Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa Semiárido (EMBRAPA)

*Autor correspondente: carolina.tonizza@univasf.edu.br

1. INTRODUÇÃO & OBJETIVOS

A piscicultura em sistemas de produção semi-intensivos através de viveiros escavados causa mudanças no estado trófico da água, modificando variáveis físicas e químicas. Isso é decorrente do meio de produção e dos processos fisiológicos das espécies cultivadas nos tanques, fazendo com que aumente as concentrações de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo causando, consequentemente, distúrbios na qualidade da água (ROSINI *et al.*, 2019). O Brasil vem apresentando grande força nas cadeias produtivas de alimentos, como a piscicultura. A atividade está presente em todo território de maneira forte e consolidada e já são contabilizados 455.541 empreendimentos, sendo que a região Nordeste abriga 10,73% dos estabelecimentos de aquicultura de todo território nacional. Além disso, a piscicultura foi uma das atividades aquícolas mais representativa no país, gerando progressivos aumentos de produção desde 2011 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PISCICULTURA, 2019).

Diante dessa perspectiva, como em toda atividade agrícola, a atividade piscícola precisa ser bem gerida, uma vez que também causa impactos ambientais. Entretanto, é muito comum o efluente proveniente das atividades aquícolas brasileiras ser descartado inadequadamente sem tratamento prévio. Principalmente, considerando que a principal lei sobre gestão de resíduos do Brasil não especifica quais ações devem ser implementadas para esse tipo de resíduo líquido e não conta com qualquer tipo de inspeção, sendo, portanto, inaplicável na maioria dos casos (LOPES *et al.*, 2019). Diante disso, a falta de planejamento prévio e de gestão de resíduos em empresas aquícolas fazem com que as pressões antrópicas levem à eutrofização da água. Com isso, tratamentos locais que melhorem a qualidade da água devem ser implantados em tais empreendimentos (CHOUDHURY *et al.*, 2019).

A utilização de *wetlands* construídas como sistema de tratamento *ex situ* pode ser uma boa alternativa para atenuar a concentração de nutrientes que reduzem a qualidade da água. Esse tipo de sistema consiste em um tanque de pouca profundidade alimentado com efluente e vegetado com macrófitas aquáticas que desenvolvem um expressivo sistema radicular. Simultaneamente, as *wetlands* construídas oferecem a possibilidade de remediação promovendo vários processos de transformação de nutrientes, assim como o perífiton associado à rizosfera de macrófitas aquáticas contribuem significativamente para diminuir a concentração de compostos nitrogenados e fosfatados (CHOUDHURY *et al.*, 2019). Devido às pequenas dimensões, bem como baixo custo e facilidade de operação, esse sistema de tratamento também pode ser utilizado nas atividades agropecuárias de base familiar, fazendo com que o efluente oriundo da piscicultura de subsistência possa ser reutilizado na irrigação agrícola, garantindo uma base sustentável para uso dos recursos naturais, evitando que a capacidade agrícola não seja ameaçada pela escassez hídrica (ARMANDA; GUINÉE; TUKKER, 2019).

Dessa forma, o objetivo deste estudo foi avaliar a eficiência do tratamento do efluente advindo de viveiros de piscicultura através de um sistema de tratamento *ex situ* usando diferentes espécies de macrófitas aquáticas a fim de proporcionar modelos de produção que reduzam impactos negativos no estado trófico da água.

2. METODOLOGIA

A unidade experimental (09° 06' 37,36" S e 40° 18' 46,36" W) foi instalada nas dependências do Centro Integrado de Recursos Pesqueiros e Aquicultura de Bebedouro (CIB), pertencente à Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba (Codevasf), localizado a cerca de 42 km do município de Petrolina-PE, no Perímetro Irrigado de Bebedouro. Sendo a região inserida na Bacia Hidrográfica do São Francisco. Além da facilidade de implantação da unidade experimental no CIB, optou-se em utilizar espécies de macrófitas aquáticas que já estavam presentes em alguns tanques de produção do empreendimento.

O efluente de um dos viveiros de produção foi drenado através de uma bomba hidráulica para 12 tanques individualizados de policloreto de vinila (PVC) com capacidade de 500 L. Quando os tanques foram alimentados com o resíduo líquido, as macrófitas aquáticas foram inseridas. As espécies trabalhadas são do tipo ecológico flutuantes livres e compreendem as seguintes espécies: *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms., pertencente à família Pontederiaceae; *Salvinia auriculata* Aubl. e *Azolla filiculoides* Lam., ambas pertencentes à família Salviniaceae. Essas espécies foram vegetadas nos tanques de modo a padronizar uma biomassa verde inicial de 37 g, evitando uma biomassa elevada que confira o manejo precoce das macrófitas aquáticas. Os tanques vegetados foram dispostos da seguinte forma: tanques 1 a 3 com a espécie *Eichhornia crassipes*; tanques 4 a 6 com a espécie *Azolla filiculoides* e tanques 7 a 9 com a espécie *Salvinia auriculata*. Os tanques numerados de 10 até 12 não foram vegetados, servindo como tanques testemunhas.

Quando os tanques foram vegetados, aguardou-se um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 30 dias. Esse TDH foi definido, pois as macrófitas aquáticas quando vegetadas em um efluente rico em nutrientes tende a aumentar sua biomassa rapidamente levando à necessidade de manejo constante da fitomassa gerada. A Figura 1 a seguir mostra os tanques vegetados que compuseram a unidade experimental após o TDH de 30 dias. Para avaliação da eficiência das *wetlands* construídas, o efluente residido nos tanques foi coletado no início e no fim do tempo de detenção hidráulica em potes de polietileno de 1 L para análise em laboratório. As variáveis aferidas foram potencial hidrogeniônico (pH), turbidez, condutividade elétrica e concentração de nitrato, nitrito, amônia, fósforo e ortofosfato, sendo calculado o desvio padrão. As técnicas analíticas utilizadas para quantificar os parâmetros físico-químicos de caracterização do efluente de piscicultura estão em conformidade com as metodologias determinadas pela American Public Health Association (2017).

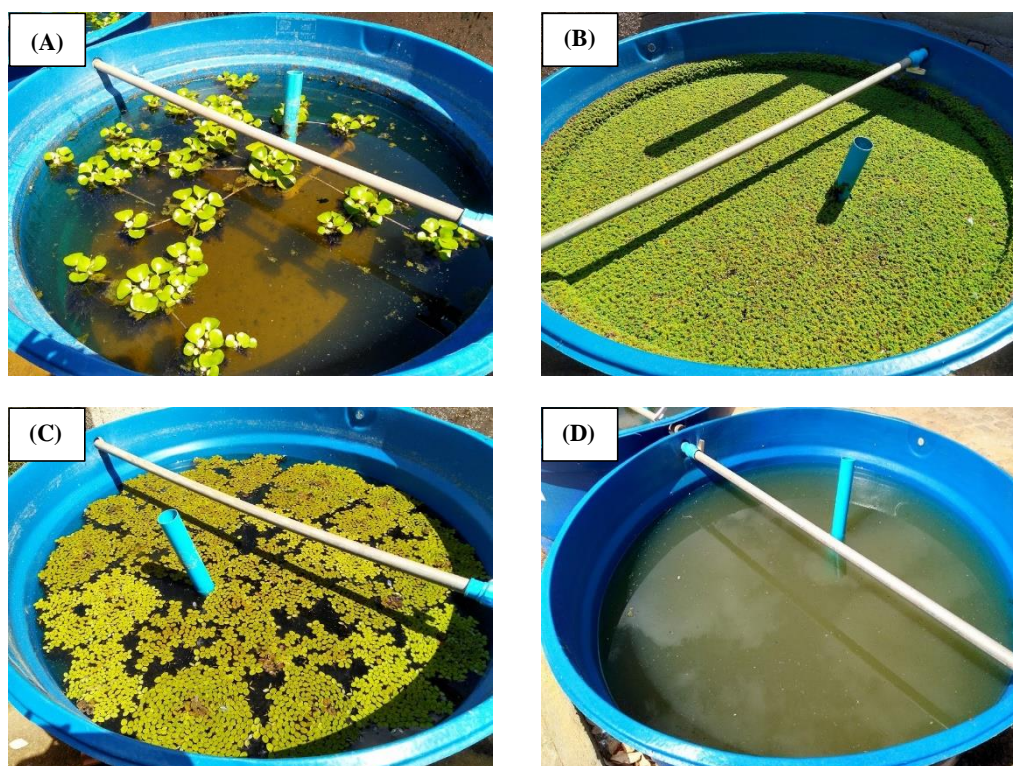


Figura 1. Tanques vegetados após o TDH de 30 dias contendo estas espécies de macrófitas aquáticas: (A) *Eichhornia crassipes*; (B) *Azolla filiculoides* e (C) *Salvinia auriculata*. Em (D) o tanque não foi vegetado, sendo o tanque testemunha. Fotos: Augusto César Cavalcanti Gomes (2019).

3. RESULTADOS & DISCUSSÃO

A Tabela 1 a seguir mostra a média dos resultados das aferições nos leitos de macrófitas aquáticas. O pH e a turbidez, no tempo de detenção hidráulica de 30 dias, mostraram-se menores em relação ao tempo inicial do experimento. Entretanto, a condutividade elétrica só apresentou uma redução nos leitos de macrófitas aquáticas cultivados com *Azolla filiculoides*. A condutividade elétrica pode ter aumentado devido à dissolução de sais que podem ter origem na água e nos sedimentos dos viveiros, já que os tanques foram constantemente preenchidos

para se manter o volume útil. Por outro lado, os valores de condutividade elétrica tende a regressar a um estado mais favorável quando o impacto é mitigado pela capacidade de remediação das plantas aquáticas (CHEN *et al.*, 2017), o que no presente trabalho foi possível ser observado pela espécie *Azolla filiculoides*.

Tabela 1. Média de potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica e turbidez nas *wetlands* construídas.

Tanques	pH		Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)		Turbidez (NTU)	
	T _o	T _f	T _o	T _f	T _o	T _f
<i>Eichhornia crassipes</i>	7,65	6,94	66,57	71,17	16,50	0,83
<i>Azolla filiculoides</i>	7,50	6,57	67,67	55,57	12,63	0,28
<i>Salvinia auriculata</i>	7,62	7,00	67,57	73,63	14,80	1,58
Não vegetado	7,45	6,69	66,07	115,17	18,80	8,39

T_o: tempo inicial; T_f: tempo final, após 30 dias.

O pH foi decrescido nos tanques vegetados e não vegetado. O decaimento nos valores de pH pode ser explicado devido às macrófitas aquáticas liberarem ácidos durante o processo de fotossíntese e respiração. Vale frisar que o pH apresenta a capacidade de flutuações diurnas e, principalmente, como as propriedades físicas e químicas foram mensuradas nas primeiras horas da manhã, esse resultado reflete os efeitos da respiração da noite anterior, podendo ser a razão para um pH mais baixo (SPANGLER *et al.*, 2019).

Quanto à redução da turbidez, nos tanques de *wetlands* construídas, pode ser explicada devido ao grande desenvolvimento radicular das espécies usadas e, atrelado a pouca profundidade do tanque, cria uma condição favorável para adsorção e precipitação do material particulado em suspensão. As plantas aquáticas são de natureza autotrófica e os microrganismos associados à elas estão envolvidos na mineralização de poluentes orgânicos. Assim, bactérias colonizadoras da rizosfera, durante o processo de fitorremediação, utilizam poluentes orgânicos como fonte de carbono e energia. Por outro lado, uma pequena quantidade de detritos orgânicos são absorvidos pela zona radicular, conjugados com o sistema enzimático da macrófita aquática e armazenada nas células de lignina. Posteriormente, o que foi armazenado nas células são degradados por bactérias endofíticas (HUSSAIN *et al.*, 2019).

A Tabela 2 apresenta as concentrações de compostos nitrogenados no efluente. Como pode ser observado, o uso das espécies de macrófitas aquáticas são efetivas para a depuração do nitrogênio na água, diminuindo a capacidade de mudança do estado trófico da água.

Tabela 2. Média das concentrações dos compostos nitrogenados nas *wetlands* construídas.

Tanques	Nitrato ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)				Nitrito ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)				Amônia ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)			
	T _o	s	T _f	s	T _o	s	T _f	s	T _o	s	T _f	s
<i>Eichhornia crassipes</i>	1,451	0,325	1,044	0,016	0,019	0,003	<LD	0,000	0,045	0,010	0,018	0,006
<i>Azolla filiculoides</i>	1,281	0,228	0,649	0,085	0,019	0,007	0,003	0,001	0,034	0,004	<LD	0,000
<i>Salvinia auriculata</i>	1,637	0,492	1,114	0,542	0,023	0,008	<LD	0,000	0,056	0,010	0,003	0,001
Não vegetado	1,994	0,202	2,158	0,493	0,032	0,006	0,003	0,000	0,066	0,035	0,039	0,006

T_o: tempo inicial; T_f: tempo final, após 30 dias; s: desvio padrão; <LD: abaixo do limite de detecção.

Pode ser observado, principalmente, para o nitrato que assimilação das plantas é diferente em relação as outras, mostrando que certas macrófitas são melhores do que outras na fitorremediação do efluente de piscicultura. A atenuação da concentração do nitrato está associada ao potencial de desnitrificação pelas espécies de macrófitas que elimina o nitrato permanentemente da água. Vale frisar também que o perifíton associado à rizosfera das plantas contribuem significativamente para a redução do nitrato superando a bioacumulação no tecido vegetal usadas nas *wetlands* construídas (CHOUDHURY *et al.*, 2019).

No que concerne sobre a remoção dos demais compostos nitrogenados, o amônio (NH_4^+) presente no efluente de piscicultura é oxidado em amônia, no processo nominalmente conhecido como nitrificação. Por conseguinte, a amônia é oxidada a um composto intermediário, o nitrito, para posteriormente se transformar em nitrato. Durante o dia, a reação de nitrificação é bastante beneficiada sob períodos de alta intensidade de luz solar e aumento da temperatura da água, além das reações de nitrificação serem bem acentuadas em locais de liberação de oxigênio, ou seja, ao redor das raízes das macrófitas aquáticas durante a fotossíntese (MESSER; BIRGAND; BURCHELL, 2019).

A Tabela 3 apresenta as concentrações médias obtidas de fosfato inorgânico dissolvido e de fósforo total nas *wetlands* construídas. A atenuação do fosfato inorgânico dissolvido (ortofosfato), assimilável pelas macrófitas aquáticas, foi maior comparado ao fósforo total, que apresenta o elemento em várias configurações químicas, assimiláveis ou não pelas macrófitas.

Tabela 3. Média das concentrações de fosfato inorgânico dissolvido e de fósforo total nas *wetlands* construídas.

Tanques	Ortofosfato ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)				Fósforo total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)			
	T _o	s	T _f	s	T _o	s	T _f	s
<i>Eichhornia crassipes</i>	1,231	0,216	0,006	0,000	0,366	0,009	0,111	0,009
<i>Azolla filiculoides</i>	1,121	0,121	0,055	0,007	0,370	0,008	0,109	0,010
<i>Salvinia auriculata</i>	1,199	0,200	0,523	0,020	0,357	0,016	0,149	0,061
Não vegetado	1,410	0,105	0,808	0,330	0,399	0,023	0,368	0,063

T_o: tempo inicial; T_f: tempo final, após 30 dias; s: desvio padrão.

O fósforo, assim como o nitrogênio, é essencial para o metabolismo e crescimento das plantas. O fósforo na água está presente em várias formas, sendo as principais como fósforo orgânico e ortofosfato (fosfato inorgânico dissolvido). As plantas só absorvem o fósforo na sua forma inorgânica, assim, as bactérias em simbiose com as macrófitas aquáticas têm papel importante, pois são as responsáveis em degradar o fósforo orgânico em fósforo inorgânico, assimilável para as plantas. Dessa forma, este é o principal processo de degradação do fósforo na água, através da absorção (BI *et al.*, 2019). Além disso, para o fósforo notou-se que o decaimento não foi próximo de zero, pois as bactérias são mais eficientes na depuração do fósforo sob concentração suficiente de oxigênio (YU *et al.*, 2019).

Quando o ambiente aquático se encontra em hipóxia, há uma liberação de fósforo pelas macrófitas aquáticas. Dessa forma, a absorção microbiana de fósforo configura-se um ciclo contínuo de absorção e liberação, sendo que o fósforo contido nas células da microbiota aquática são ligeiramente quebradas e liberadas de volta para o sistema depois que a célula morre. Portanto, o metabolismo microbiano associado às raízes é fundamental na remoção do fósforo na água através de *wetlands* construídas. Diante desse contexto, vale frisar também que o status de crescimento de uma macrófita aquática reflete na capacidade de reduzir o fósforo e o nitrogênio do efluente (YU *et al.*, 2019).

4. CONCLUSÕES

As *wetlands* construídas foram primordiais para a mitigação dos impactos causadas no descarte sem critério de efluente de piscicultura, sendo sistemas simples e facilmente adaptáveis em propriedades de base familiar. O uso de macrófitas aquáticas flutuantes livres foi essencial para remoção de detritos orgânicos, tendo como consequência a redução de materiais em suspensão. O valor de pH também diminuiu durante o tempo de residência do efluente no leito, por outro lado, os valores de condutividade elétrica aumentaram como consequência da constante alimentação dos tanques com efluente, exceto nos tanques cultivados com *Azolla filiculoides*.

Os compostos nitrogenados e fosfatados foram atenuados. A concentração de nitrato, nitrito e amônia no efluente de piscicultura decresceram com o tempo de detenção hidráulica, principalmente, devido aos processos de nitrificação e desnitrificação que ocorre na coluna de água. O ortofosfato foi eliminado mais expressivamente, pois as plantas o conseguem assimilar em sua zona de raízes, enquanto que o fósforo total não teve uma diminuição tão expressiva comparado ao ortofosfato.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Universidade Federal do Vale do São Francisco, à Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa Semiárido e à Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba por todo suporte dado para execução do presente trabalho. As ações desenvolvidas no presente trabalho estão gerando resultados para o Projeto Participa: “Metodologias Participativas na Pesquisa, Ensino e Extensão Rural para potencializar a agroecologia como estratégia de convivência com o semiárido, Fase I” (Código Sistema Embrapa de Gestão: 26.16.04.004.00.00).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. (2017) Standard methods for the examination of water and wastewater. 23. ed. Washington. 1504 p.
2. ARMANDA, D. T.; GUINÉE, J. B.; TUKKER, A. (2019) The second green revolution: innovative urban agriculture's contribution to food security and sustainability – a review. *Global Food Security*, v. 22, n. 1, p. 13-24.
3. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PISCICULTURA. (2019) Anuário Brasileiro da Piscicultura PEIXE BR 2019. São Paulo. 146 p.
4. BI, R. *et al.* (2019) Giving waterbodies the treatment they need: A critical review of the application of constructed floating wetlands. *Journal of Environmental Management*, v. 238, n. 1, p. 484-498.
5. CHEN, S. *et al.* (2017) Sustainability of Constructed Wetland under the Impact of Aquatic Organisms Overloading. *Sustainability*, v. 9, n. 6, p. 863-875.
6. CHOUDHURY, M. I. *et al.* (2019) Importance of plant species for nitrogen removal using constructed floating wetlands in a cold climate. *Ecological Engineering*, v. 138, n. 1, p. 126-132.
7. HUSSAIN, Z. *et al.* (2019) Remediation of textile bleaching effluent by bacterial augmented horizontal flow and vertical flow constructed wetlands: a comparison at pilot scale. *Science of the Total Environment*, v. 685, n. 1, p. 370-379.
8. LOPES, I. G. *et al.* (2019) Compositing as a strategy to recycle aquatic animal waste: Case study of a research centre in São Paulo State, Brazil. *Waste Management and Research*, v. 37, n. 6, p. 590-600.
9. MESSER, T. F.; BIRGAND, F.; BURCHELL, M. R. (2019). Diel fluctuations of high level nitrate and dissolved organic carbon concentrations in constructed wetland mesocosms. *Ecological Engineering*, v. 133, n. 1, p. 76-87.
10. ROSINI, E. F. *et al.* (2019) Water quality in Ponte Pensa Aquaculture Park, Solteira Island Reservoir, SP, Brazil, where fish are cultivated under great-volume cage system. *Revista Ambiente & Água*, v. 14, n. 4, p. 1- 14.
11. SPANGLER, J. T. *et al.* (2019) Floating treatment wetland aided nutrient removal from agricultural runoff using two wetland species. *Ecological Engineering*, v. 127, n. 1, p. 468-479.
12. YU, L. *et al.* (2019) Ecological responses of three emergent aquatic plants to eutrophic water in Shanghai, P. R. China. *Ecological Engineering*, v. 136, n. 1, 134-140.